

УДК 502.7: 581.5:631.95:632.51

Малиновський А.К.

**ПРОБЛЕМНО-АНАЛІТИЧНА БАЗА ДАНИХ "ІНВАЗІЙНІ ВИДИ":
СТРУКТУРА, ФУНКЦІЇ І ПЕРСПЕКТИВИ ЗАСТОСУВАННЯ**

Біологічні інвазії спричинені низкою як природних та антропогенних чинників: інвазій, пов'язаних зі спалахами чисельності та розширенням ареалу; інтродукції з практичною метою та культивуванням у ботанічних садах, розсадниках; випадкових занесень транспортною мережею, імпортом сільгосппродукції тощо. Стратегія пом'якшення наслідків впливу інвазійних видів на довкілля полягає у об'єктивній оцінці та достовірних прогнозах, побудованих за різноманітними потенційними сценаріями кліматичних змін та ступенів порушення середовища.

База даних "Інвазійні види" розроблялась як основний компонентом регіональної моніторингової мережі контролю за розселенням інвазійних і потенційно інвазійних видів рослин. В її основі – нагромадження, узагальнення та багатофакторний аналіз даних моніторингу та можливість прогнозів подальших інвазій за різними сценаріями змін середовища.

Отримані результати будуть покладені в основу розробки нової комплексної технології оцінки ризиків інвазій та найширшого застосування ефективних методів біоконтролю у сільському та лісовому господарствах, охороні здоров'я та збереження біорізноманіття, моніторингу інвазійного процесу, прогнозування екологічних ситуацій, організація заходів за контролем інвазійних видів і, у кінцевому підсумку, для забезпечення екологічної та економічної безпеки. Інформаційний продукт у вигляді БД забезпечує доступ до мережевого ресурсу і технологій представляє інтерес для ряду міністерств та відомств, широкого спектра державних та комерційних структур, працюючих у різних галузях, а також виконувати роль соціальної реклами підвищуючи екологічну освіту.

Ключові слова: *інвазійні види, база даних, екологічна ніша, адаптаційний потенціал, антропогенні і кліматичні зміни.*

Біологічні інвазії – визнана загроза популяціям та природним екосистемам у всьому світі [31, 44, 30, 69, 50 тощо]. Стратегія пом'якшення наслідків впливу інвазійних видів на довкілля полягає у об'єктивній оцінці впливу та достовірних прогнозах, побудованих за різноманітними потенційними сценаріями кліматичних змін та ступенів порушення середовища. За останні роки сформувалася особлива галузь екології – екологія інвазій, яка має свою термінологію, підходи, методи; створено мережу наукових-дослідницьких як державних, так і громадських організацій.

Науковий комітет з проблем навколишнього середовища ООН зарахував біологічні інвазії до пріоритетних дослідницьких завдань ще у 1983 році. З того часу кількість публікацій, що стосуються біологічних інвазій, зростає у сотні разів. Деякі журнали частково або повністю присвячені дослідженню інвазій ("Diversity and Distributions", "Ecological Applications", "Journal of Ecology", "Natural Areas Journal", "Biological

Invasions", "Invasive Plant Science and Management", "BioControl", "Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects", "NeoBiota", "Журнал биологических инвазий" та ін.). Опубліковано численні монографії, збірники, бібліографії досліджень, брошури, а також різноманітні за наповненням і інформативністю зведення та списки інвазійних видів на паперових та електронних носіях. Проте й досі не налагоджений механізм оцінки і підрахунку прямого й опосередкованого збитку, пов'язаного з впливом інвазійних видів на екосистеми, здоров'я людей та якість продуктів харчування. Відносно повні дані щодо оцінки впливу інвазійних видів на довкілля і економіку містить база даних DAISIE, однак тільки для тих країн (Латвія, Литва і Великобританія), де близько 20% таких видів натуралізувались. Аналіз впливу 128 інвазійних видів рослин у Європі, який проводили за допомогою системи оцінювання загальної дії (GISS), показав, що він найчастіше проявлявся у конкуренції з місцевими видами (зарєєстровано для 83% видів), тоді як соціально-економічні наслідки більшою мірою пов'язані зі здоров'ям людини (78%) [74].

Головним завданням екології та еволюційної біології інвазійних видів є встановлення ступеня їхнього впливу на довкілля та прогнозу екологічної та еволюційної динаміки майбутніх експансій в умовах зміни клімату та антропогенної трансформації довкілля. Важливим щодо оцінки ризиків та контролю інвазій є моніторинг стану середовища з використанням відповідних інформаційних систем та поновлюваних баз даних з метою прогнозу інвазій, які дозволяють накопичувати великі масиви різноманітної інформації та забезпечують проведення багатofакторного аналізу. Наукове і практичне значення таких систем полягає у створенні інструментів дослідження процесів інвазії на новому рівні, розробленні засобів біоконтролю та збереження біорізноманіття, що є одними з найважливіших завдань та міжнародних пріоритетів. При тому слід визнати, що хоча існуючі прогнози інвазій переважно ґрунтуються на кількісних даних, проте рівень достовірності таких прогнозів є досить низьким з огляду низки чинників.

Біосистеми (популяції, угруповання) вирізняються складністю організації та різним ступенем стійкості, відповідно вплив зовнішніх чинників, насамперед антропогенних, а тепер і кліматичних, може спричинити спонтанні, не прогнозовані процеси, що змінять їхню структуру. Вплив зовнішніх чинників на біосистеми є комплексним, кожен з них діє з різною інтенсивністю, у різних напрямках, а кумулятивний ефект не можна оцінити за сумою їхньої дії. Окрім того, на достовірність прогнозу істотно впливає складність виявлення причинно-наслідкових зв'язків, коли наслідки приймаються за чинник, а самі наслідки виникають від дії різних чинників.

Принцип причинності формулюють таким чином: "однакова причина завжди призводить до однакової дії", "одні і ті ж причини за однакових умов призводять до одних і тих же наслідків" [3]; "одна і та ж причина за схожих обставинах призводить до одного і того ж наслідку" [2]. Проте таке, на перший погляд природне визначення принципу причинності є абсолютно недостатнім, питання полягає у тому, що розуміти під причиною і наслідком, а відтак необхідно враховувати такі аспекти:

– яка причина або сукупність причин спричинила певний наслідок, чи може один і той же наслідок бути породженим декількома причинами?

– якщо причин декілька, то чи діяли вони одночасно, принаймні часово перекриваються чи вони розділені часовим інтервалом, чи має місце ефект запізнення? Як тоді як наслідок впливає на причину. Виникає проблема оцінки зв'язку і ступенів взаємодії між окремими причинами і ваги впливу кожної на наслідки;

– коли закінчується дія причини (причин), тобто чинники які викликали наслідок вже відсутні, а наслідок продовжує розвиватись? Які процеси виникають в інтервалі між причиною і наслідком, якщо вони розділені в часі;

– як встановити однозначність/неоднозначність, тобто ступінь детермінованості причинно-наслідкових зв'язків. Чи може одна і та ж причина спричинити один і той же наслідок, чи одна причина може спричинити будь-який наслідок з багатьох потенційно можливих.

Сьогодні обстоюється щонайменше 20 гіпотез, які різною мірою і аргументованістю пояснюють причинно-наслідкову успішність інвазійних видів: відсутність природних ворогів у вторинному ареалі, вплив гібридизації та алопатії на процеси інвазій, наявність порожніх ніш, поява нових генотипів з виразними пристосувальними ознаками, швидкий розвиток генетичних ознак, пов'язаних з тиском природного добору у нових умовах середовища, значення біоекологічних особливостей інвазійних видів – за морфологічною та біоморфологічною пластичністю, екологічною універсальністю, еколого-ценотичними стратегіями, особливостями репродукції та розповсюдження діаспор тощо. Проте успішність розселення інвазійних видів неможливо пояснити лише однією причиною, одною "гіпотезою успішності". Кожна гіпотеза підтверджує свою правомірність, переважно, на прикладах окремих видів або груп систематично близьких видів.

Інвазія чужинних видів спричинена насамперед антропогенною трансформацією природного середовища, яка, ймовірно, може посилитись змінами клімату. Переважна більшість інвазійних видів досить довго існувала тільки в культурі або у колекціях ботанічних садів і лише пізніше стала активно розселятися – *Acer negundo* L., *Bidens frondosa* L., *Chamomilla suaveolens* (Pursh) Rydb., *Conyza canadensis* (L.) Cronq., *Fraxinus pennsylvanica* Marsh., *Echinocystis lobata* (Michx) Torrey & A.Gray, *Impatiens parviflora* DC., *Galinsoga parviflora* Cav. та ін. Зростання ступеня натуралізації чужинних видів призвело до модифікації оселищ, втрати окремих популяцій природних видів. Процеси натуралізації інвазійних видів підтримуються комплексом специфічних механізмів підтримки для видів різних систематичних груп.

Ефективному контролю за інвазією чужинних видів та об'єктивній оцінці впливу на біосистеми перешкоджає недостатність даних моніторингу, потреба багатофакторного аналізу, інтерпретації за допомогою проблемно-аналітичних баз даних та розповсюдження інформації. Саме тому метою розроблення бази даних "Інвазійні види" є впровадження на основі сучасних технологій оцінки ризиків та методів контролю інвазій на території України, що включає розробку WEB-орієнтованої інформаційної системи та централізованої бази даних з наступним використанням у науково-дослідницькому, інформаційному та освітньому процесах. Основна функція бази даних (БД) – збір та опрацювання великих обсягів інформації, відкритість для наповнення і зворотного зв'язку з метою подальшого поповнення, оновлення та аналізу.

Пропонована модель ресурсу визначає його інформаційний та аналітичний функціонал, що дозволяє виділити і описати головні пріоритети і його основні функції (рисунок). У БД передбачається опис біоморфологічних особливостей,

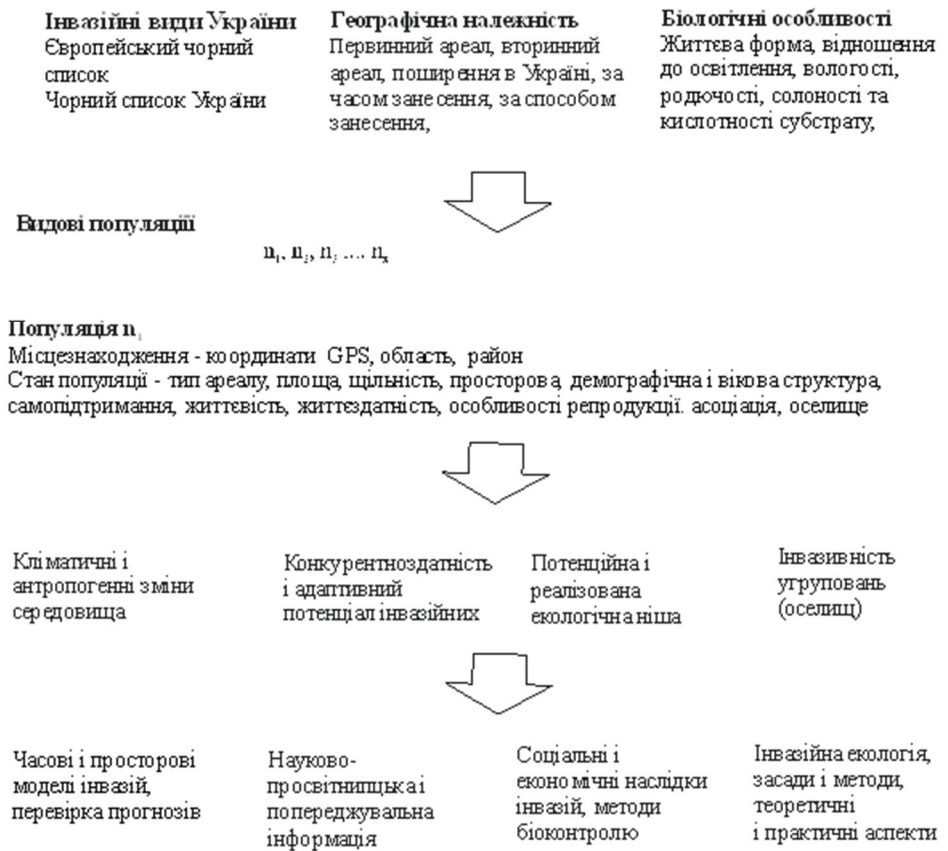


Рис. Функціональна організація БД «Інвзійні види»

систематичних ознак, місцезнаходження і стану окремих популяцій інвзійних видів, відомостей про походження і розповсюдження в Україні та світі, посилань на гербарні та літературні джерела з метою точної ідентифікації, різномасштабні карти популяцій кожного виду.

Істотною особливістю структури бази має стати її інформативність щодо найефективніших заходів біоконтролю. Об'єктом досліджень стануть насамперед високоінвазійні види: види роду *Reynoutria* (*R. japonica* Houtt., *R. x bohemica* Chrtek et Chrtkova), види роду *Solidago* (*S. canadensis* L., *S. serotinoidea* A. Love & D. Love), *Helianthus tuberosus* L., *Ambrosia artemisifolia* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Echinocystis lobata* (Michx.) Torrey & A.Gray тощо, у тому числі і високоінвазійні види-

трансформери – *Fraxinus pennsylvanica* Marsh., *Acer negundo* L., *Acorus calamus* L., *Bidens frondosa* L., *Conyza canadensis* (L.) Cronq., *Heracleum sosnowskyi* Manden., *Impatiens glandulifera* Royle., *I. parviflora* DC., *Lupinus polyphyllus* Lindley. та ін. Слід зазначити, що у перспективі статусу "високоінвазійного" може набути будь-який інвазійний вид у частині (одночасно у різних частинах) свого ареалу. Саме тому дослідження потенційно небезпечних інвазійних видів є основою раннього виявлення, швидкого реагування та запобігання поширенню.

База даних стане основою нагромадження та узагальнення даних моніторингу, подальшого прогнозу появи та розселення інвазійних і потенційно інвазійних видів. Аналіз регіональних особливостей вторинного ареалу, комплексу еколого-біологічних та популяційних параметрів інвазійних видів і прогнозів їхнього розселення дасть можливість рекомендувати найбільш ефективні та економічно виправдані способи біоконтролю. База даних може також виконувати роль соціальної реклами, підвищуючи екологічну освіту та сприяючи виявленню небезпечних, але ще не масово розповсюджених потенційно інвазійних видів ботанічних садів та приватних колекцій, присадибних ділянок, квітників, газонів тощо.

Підхід до прогнозування появи та розселення інвазійних видів рослин, моніторингу інвазійних і потенційно інвазійних видів, розробка та інформаційна підтримка заходів біоконтролю містить ряд послідовних кроків:

- аналіз масштабів біологічних інвазій водних і наземних організмів з огляду на важливість вивчення проблеми та на виконання завдань Конвенції про біологічне різноманіття;
- аналіз світового досвіду створення технологій оцінки ризиків та способів біоконтролю на прикладі Європи і Північної Америки;
- виявлення видового складу інвазійних і потенційно інвазійних видів рослин регіону, встановлення та розподіл за ступенем інвазійної небезпеки;
- відбір, структурування і адаптація наукової інформації для кожного виду, його таксономічну належність, морфологічний опис, поширення та історію розселення у регіоні, ступінь сформованості вторинного ареалу;
- біологічні та екологічні особливості виду, шляхи і способи занесення, практичне застосування (за наявності), заходи боротьби, прогнози розселення виду у суміжних регіонах;
- встановлення головних існуючих та потенційних інвазійних коридорів та способів проникнення чужинних видів;
- розробка програм моніторингу інвазійних видів, створення інтегрованої централізованої бази даних інвазійних видів та, на її основі, прогностичних моделей;
- створення різномасштабних карт-схем регіону методом сіткового картування та карти-моделі оцінки інвазій за фундаментальними і реалізованими нішами на основі виявлення осередків інвазійних видів, створення карт динаміки поширення, зонування території за ознаками біозабруднень, виділення карантинних зон;
- розробка засобів інтерактивної взаємодії з населенням регіону та збору додаткових моніторингових відомостей про появу і розселення найбільш

агресивних видів (такі відомості перевіряються на достовірність, а потім вносяться на карти-схеми з метою відстеження динаміки розселення);

- організація науково-просвітницької інформаційної підтримки заходів біоконтролю за видами, які потенційно небезпечні, але поки що знаходяться у регіоні на периферії вторинного ареалу;
- надання попереджувальної інформації про можливості появи у регіоні нових інвазійних видів, виявлених на території України, зокрема поблизу кордонів;
- розробка практичних рекомендацій щодо запобігання подальшого розповсюдження та науково обґрунтованих заходів біоконтролю інвазійних видів.

Отримані результати будуть покладені в основу моніторингу інвазій, прогнозування екологічних ситуацій і, у підсумку, для забезпечення екологічної та економічної безпеки. Пріоритетними будуть такі основні етапи: (1) складання загального списку реальних і потенційних інвазійних видів; (2) дослідження впливу натуралізованих видів на природні види і екосистеми; (3) встановлення серед осередків ключових конкурентоспроможних інвазійних видів, здатних трансформувати середовище; (4) оцінка ризиків та визначення економічних наслідків інвазій, насамперед для штучних екосистем – агроценозів, аквакультур тощо.

Таким чином, передбачуваний ресурс буде виконувати інформаційну функцію у вирішенні проблеми прогнозу появи нових інвазійних видів, моніторингу розселення і забезпеченні заходів контролю. Окрім того, сайт буде сприяти підвищенню екологічної освіти, залученню до проблеми зацікавлених структур і широкого кола громадськості, координації зусиль у цій галузі як у регіоні, так і на міжрегіональному рівні.

Екологічна ніша і адаптаційний потенціал інвазійних видів. Оцінку конкурентної здатності інвазійних видів та ефективності боротьби за ресурси, а відтак адаптаційного потенціалу, можливо провести за співвідношенням реалізованих і потенційних екологічних ніш. Саме встановлення обсягів потенційних екологічних ніш може стати одним із основних компонентів у моделях майбутніх інвазій.

Екологічна ніша будь-якого виду охоплює область певних комбінацій значень різних чинників середовища які накладаються і модифікують один одного. Визначальними є (1) абіотичні чинники (фізико-хімічні показники середовища, едафічні і кліматичні умови тощо), які накладають обмеження на фізіологічну здатність виду існувати на певній території, наявність доступних для заселення територій та відсутність/присутність фізико-географічних та інших бар'єрів, (2) біотичні чинники – комплекс зв'язків з іншими видами, які регулюють життєздатність виду конкурентними та консортивними стосунками та (3) адаптаційний потенціал видових популяцій інвазійних видів, здатність пристосовуватись до умов нових середовищ.

Важливим чинником у прогнозах подальших експансій інвазійних видів є оцінка життєвості і життєздатності популяцій, що наблизить до розуміння адаптаційного потенціалу – механізмів підтримки життєвості та життєздатності. Життєвість популяції розглядається як інтегральна характеристика її стану на основі найважливіших індивідуальних і групових параметрів структури, розвитку та

репродукції у конкретний час і у певних умовах. Життєвість популяції динамічна ознака і може змінюватися порівняно швидко, зокрема під час сукцесій. Життєздатність, навпаки, ознака порівняно стабільна і статична, оцінюється на основі довготривалого моніторингу і може визначати перспективи популяцій на десятки років [1].

Адаптаційні механізми за допомогою яких інвазійні види поширюються та утримуються у нових середовищах стали предметом численних досліджень, особливо у контексті сучасних кліматичних змін. З потеплінням клімату у інвазійних видів розвиваються різноманітні адаптаційні пристосування, що найвиразніше проявляється у зміщенні фенології (особливо початку цвітіння), але які істотно диференційовані у залежності від типу оселища [23]. Стверджується, що інвазійні та природні види рослин відрізняються за ступенем та частотою виникнення локальних адаптацій, а швидка адаптивна еволюція може зберегти та розширити екологічні ніші інвазійних видів [26, 39, 50].

Фенотипічна пластичність розглядається як здатність генотипу змінюватись та реалізуватись у різних фенотипах у відповідь на різноманітні впливи зовнішніх чинників, завдяки чому популяції або їхні окремі частини (групи особин) можуть пристосовуватись до змін середовищ існування. Пластичність – головний адаптаційний механізм підтримки життєздатності виду в умовах змін середовища, а також один з основних механізмів, що забезпечує успіх експансії інвазійних видів у нові регіони. Сучасні моделі інвазій, побудовані на оцінці впливу кліматичних і антропогенних змін на розповсюдження видів, не дозволяють враховувати пластичні реакції популяцій. Позитивні зв'язки між фенотипічною пластичністю та географічною широтою можуть мати істотні наслідки для процесів витривалості та майбутніх інвазій за різними сценаріями зміни клімату [27, 46, 47, 51]. Адаптивна пластичність, ймовірно, може зменшити шанси на вимирання в умовах трансформації довкілля, стати етапом для подальшої еволюції за природного добору [27]. Навіть пластичність, яка на даний час не є адаптивною може забезпечити підґрунтя для появи нових фенотипів важливих для фенотипічної еволюції [57].

Різкі зміни клімату впливатимуть на популяції рослин шляхом швидкого жорсткого добору більш стрес-толерантних генотипів, тоді, як поступові кліматичні зміни призведуть до опосередкованого м'якого добору за допомогою внутрішньовидових взаємодій [57]. Існує також ймовірність змін генома, які можуть бути спричинені змінами середовища [24]. Такі пластичні геноми можуть забезпечити механізми, які генерують фенотипічні пластичні реакції [59, 77, 37, 60, 10, 14].

На відміну від природних видів рослин, інвазійні види зазвичай мають відносно короткий час перебування у нових умовах середовища, як правило, десятиліття або лише кілька десятиліть [54, 12]. Окрім короткого часу перебування, відсутність генетичного різноманіття також може обмежувати здатність інвазійних рослин швидко розвивати локальні адаптації.

Короткий час інвазій та відсутність генетичної різноманітності можуть обмежувати здатність інвазійних рослин швидко розвивати локальну адаптацію, що дозволяє інвазійним видам рослинам формувати популяції у широкому діапазоні умов. Тому

ключовим питанням є наскільки поширеною є локальна адаптація інвазійних видів рослин у порівнянні з місцевими видами.

Неодноразово припускалось, що прискорені локальні адаптації дозволяють інвазійним рослинам займати широкий спектр середовищ існування. Така позиція суперечить традиційному дарвінівському погляду на еволюцію шляхом природного добору, коли процес відбувається повільно і поступово, часто протягом тисяч років [32, 48, 58, 70]. Екологічні пояснення успіху експансій та стійкості інвазійних видів загалом не вкладаються у еволюційні гіпотези. Гіпотеза підвищеної конкурентоспроможності інвазійних видів стверджує, що еволюційні зміни відбуваються у відповідь на відсутність травоядних тварин, які були у первинному ареалі [7]. Проте гіпотеза не знайшла експериментального підтвердження, зокрема вказується, що еволюційні зміни відбуваються унаслідок локальних адаптацій у відмінних умовах [22].

Порівняння частот трапляння локальних адаптацій на популяційному рівні у інвазійних та природних видів рослин з 52 родин (49 видів з 24 родин є чужинними, 91 вид з 38 родин – природні), яке ґрунтувалось на польових та експериментальних дослідженнях у різних умовах існування – луки, степи, пустелі, ліси, гірські системи, водно-болотні угіддя та дюни, показало, що інвазійні рослини загалом демонструють значно вищий рівень локальної адаптації, ніж природні. Результати підтверджують припущення, що швидкий розвиток локальних адаптацій може забезпечити інвазійним видам рослин займати широке спектр нових середовищ існування [50]. Такі висновки на різних прикладах підтверджують й інші дослідження [11, 28, 29, 35, 36, 40, 41, 64].

Проте існує і відмінна точка зору. Стверджується, що частота появи локальних адаптацій інвазійних видів рослин виникає не частіш, ніж у природних, головним чином через обмежену генетичну різноманітність вихідного матеріалу. У інвазійних видів локальна адаптація спостерігається приблизно так само часто і настільки ж виражено, як і у природних. Окрім того, результати досліджень показують, що у інвазійних видів мінімальний час перебування істотно не пов'язаний з частотою виникнення адаптацій; місцева адаптація так само виникає у інвазійних видів з часом інвазії як у 20 років, так і з часом перебування до 500 років. Припускається, що виникнення локальних адаптацій залежить від розмірів популяцій і більш вірогідне у великих ніж у малих [19, 38, 42, 76]. У малих популяціях нижчий рівень життєвості виникає унаслідок деградації структури і функцій – неповночленні вікові спектри, пригнічена репродукція тощо [38], втрата генетичної мінливості через випадковий генетичний дрейф та накопичених шкідливих алелей унаслідок інбридингу може знизити здатність розвиватися адаптаціям [6, 42, 76].

Популяції можуть виробляти локальну адаптацію до конкретних умов середовища лише у межах певних діапазонів [26, 33, 34]. Підтвердженням цьому є те, що з величезної кількості інтродукованих видів лише невелика частка стали інвазійними, вони розповсюджуються на великі території і можуть конкурувати з природними видами, спричиняючи зниження життєздатності окремих популяцій [13, 45, 75].

Дослідження локальних адаптацій та різноманітних реакцій на відмінні умови середовища може допомогти у розумінні механізмів демографічної динаміки. Відкритим залишається питання взаємодії різних процесів, що формують поведінку

популяцій, – як пластичність, дивергенція популяцій та онтогенетична динаміка поєднуються між собою [78]. Спроби пояснити успішність інвазійних видів часто ґрунтувались на оцінці та порівнянні репродуктивної сфери (розмноження, тривалість життєвих циклів), життєздатності, темпів зростання чисельності популяцій, швидкості розповсюдження тощо, між інвазійними та природними видами рослин [56, 73]. Проте і досі відсутність достатніх емпіричних даних про локальну адаптацію перешкоджає достовірному кількісному порівнянню виникнення локальної адаптації у інвазійних і природних видів рослин. Тому подальші експериментальні дослідження локальних адаптацій у популяціях інвазійних видів можуть допомогти з'ясувати та дати пояснення успіху експансій.

Проблемним є й те, що не встановлені вихідні умови існування, екологічний спектр умов (екологічні ніші) і невідомими залишаються локальні адаптації інвазійних видів в умовах первинного ареалу. На даний час у жодному дослідженні не використовувались молекулярні маркери для відстеження походження вихідної інвазійної популяції. Тобто необхідно встановити, чим зумовлена локальна адаптація у нових умовах – через введення попередньо адаптованих генотипів, чи це якісно новий процес, що розвивається у відмінних для виду умовах існування [12]. Припускається, що виявлені адаптації швидше за все є результатом сучасного природного добору (на відміну від введення попередньо адаптованих генотипів).

Відомостей про генетичну мінливість і генетичне різноманіття інвазійних видів украй мало [17]. Порушення середовища полегшує проникнення інвазійних видів у нові ніші, що, своєю чергою, забезпечує можливості гібридизації та інтрогресії. Вплив на регіональне біорізноманіття можна відстежити за допомогою генетичних та геномних підходів. Генетичні методи можуть забезпечити моніторинг деяких типів угруповань під впливом кліматичних змін після проникнення інвазійних видів. Після інтрогресії та гібридизації можна провести аналіз цілих геномів, що дозволить швидко ідентифікувати та контролювати випадки генетичного забруднення. Найважливіше, що геномні маркери дозволяють відстежувати географічне походження інвазійних видів. Нові геномні інструменти сприяють розумінню механізмів динаміки інвазій під впливом кліматичних змін, таких як роль генетичних змін, адаптації до місцевих умов та адаптації до змін клімату у первинному ареалі. Ці інструменти забезпечуються найчастіше більш ефективними засобами для виявлення потенційних загроз, вдосконалення контролю та оцінки впливу на угруповання [9].

Численні, особливо агресивні, інвазійні види володіють властивостями, які сприяють швидкому розповсюдженню [18, 53], у них, за звичай, вища насіннева продуктивність та активніші й різноманітніші способи перенесення діаспор [56]. Прогнозується, що ці види швидко сформуєть життєздатні популяції у районах з новими кліматичними умовами, де зможуть успішно конкурувати з природними. Проте вказується, що інвазійні види рослин мігрують швидше, ніж їхні природні шкідники та патогенні мікроорганізми, які не завжди можуть пристосуватись до нових умов [66], а зміна у фенології інвазійних видів призведе до втрати або ослаблення зв'язків із запилювачами що, своєю чергою, може вплинути на швидкість розповсюдження [49].

Адаптації інвазійних видів розглядаються як реакція на зміни клімату, а діапазон зміни як прогнозована відповідь. Проте численні дослідження показали, що зміни середовища спричинені потеплінням посилять не тільки міграцію на нові території, але через обмежений діапазон толерантності призведуть до елімінації певних фенотипів, які не адаптуються до нових умов [15].

Важливою також є оцінка взаємодії з іншими видами, оскільки це може призвести до вторинного вторгнення або більшого впливу на місцеві види [71]. Потенційна важливість швидких еволюційних змін була продемонстрована Thomas C.D. зі співавторами [72], які досліджували деякі види комах, що розширили свої ареали в Британії протягом останніх 20 років. Два види (*Conocephalus discolor* Thunberg і *Metrioptera roeselii* (Hagenbach, 1822) проявляють тенденцію до збільшення частки довгокрилих особин у нещодавно сформованих популяціях, тоді як два інші види (*Hesperia comma* (Linnaeus, 1758) і *Aricia agestis* (Denis & Schiffermüller, 1775) збільшили різноманітність колонізованих типів середовищ. Встановлено, що швидка еволюційна зміна не обмежується високодисперсійними видами. Woodward F.I. [79] показав потенціал для швидкої адаптації in-situ у рослин під час довготривалого експерименту, у результаті якого популяції *Umbilicus rupestris* (Salisb.) Dandy пересаджували за межі природно-географічного ареалу. Вид швидко адаптується у нових умовах низьких температур. З іншого боку, у експериментальному дослідженні на природному виді американських рівнин (*Chamaecrista fasciculata* (Michx.) Greene) встановлено, що прогнозовані темпи еволюційної відповіді значно нижчі, ніж швидкість зміни клімату [20].

Інвазії є не лише рушійною силою зміни видового складу угруповань, але й істотно впливають на гідрологічний режим та геохімічний складу ґрунту [65]. З метою оцінки впливу на затінення, вологість ґрунту, нагромадження поживних речовини у порівнянні з місцевими видами порівняли площу листя та швидкість нарощування біомаси інвазійного чагарничка *Chromolaena odorata* (L.) R.M.Ring & H.Rob. *C. odorata* швидше нарощує біомасу, що призводить до збільшення опадів та кількості поживних речовин у ґрунті, перехоплює більше світла і зменшує вологість ґрунту завдяки вищим ступеням транспірації, зменшуючи чисельність і загальну біомасу інших видів під своїм наметом [4].

Прогнози виникнення потенційних адаптаційних змін у відповідь на зміну клімату не враховуються у рамках сучасної структури біокліматичного моделювання. Застосування моделей конвертації біологічного клімату для прогнозування розподілу окремих видів протягом наступного століття найбільш підходить для тих видів, які, як очікується, не зможуть пройти швидку еволюційну зміну протягом цього періоду, що, насамперед, стосуватиметься багаторічних видів [52].

Антропогенні і кліматогенні причини інвазій. Вплив інвазійних видів на структуру та функціонування рослинних угруповань важко передбачуваний. Запропоновано різні гіпотези для прогнозування впливу інвазії на популяції природних видів та природних угруповань загалом у зв'язку з антропогенними та кліматичними змінами середовища.

Обґрунтовується гіпотеза про вирішальний вплив на розповсюдження інвазійних видів через антропогенну зміну природного середовища. Вважається, що антропогенна

трансформація середовища разом з потеплінням клімату посилять інвазійні процеси [18, 31, 62]. Усе частіш з'являються повідомлення про інвазії у нові регіони світу, що пояснюють саме змінами клімату [61].

Гіпотеза частково пояснює, чому розширення площ заселення інвазійними видами у вторинному ареалі інколи набагато більша ніж у первинному. Широкі інвазії чужинних видів на території Європи пов'язують з різними формами трансформації середовища. Проте у глобальному масштабі частка чужинних видів рослин (по відношенню до всіх видів) у Європі, незважаючи на триваліший час експансії, набагато нижча ніж у Північній та Південній Америці, Австралії та Африці [55]. Лише незначна частка інвазійних видів здатні колонізувати нове середовище за відсутності антропогенних порушень. Більшість вторгнень інвазійних видів спостерігається у районах, де умови навколишнього середовища були змінені або тривають постійні порушення [16, 21]. Шанси, що інвазійні види будуть успішно конкурувати з природними, зростають за умов, якщо відбулись зміни навколишнього середовища і виникли нові ніші. У Австралії інвазійні *Ulex europaeus* L., *Cytisus scoparius* (L.) Link., *Hieracium pilosella* L. та ін. трапляються виключно на територіях, де відбувається постійний антропогенний вплив на середовище – випалювання, землеробство, випасання, гірничі розробки тощо [61].

Кліматичні зміни вже тепер трансформують і у подальшому будуть змінювати структуру біосистем, що створює загрози для численних природних видів, насамперед рідкісних і реліктових. Найвиразніше структурні зміни угруповань та окремих популяцій проявляються у гірських системах, де спостерігається поступове висотне зміщення поясів рослинності [1]. Як структурні перебудови угруповань, так і висотні зміщення поясності рослинності не супроводжуються інвазіями.

Очікується, що підвищення температури та ризиків посухи через зміну клімату матиме негативні наслідки для лісів – трансформації структури угруповань та підвищення їхньої інвазивності. З огляду на економічну та екологічну значимість лісів принципово важливо змінювати стратегію ведення лісового господарства, що має включати розробку планів змін у складі та структурі лісонасаджень, відбору найважливіших і здатних до адаптації аборигенного походження деревних порід або використання чужинних деревних видів, придатних для майбутніх кліматичних умов. Саме тому стратегія охорони повинна включати комплексні дослідження, спрямовані на: (1) збереження існуючих типів лісів з використанням на основі відбору фенотипічно пластичних популяцій; (2) дослідження локальних адаптацій, тобто змін генотипу (частот) в межах одного виду (3) прогнози ймовірних міграцій та заміщень видів; і (4) мінімізація вимирання окремих популяцій з низькою екологічною пластичністю, особливо на межі поширення або у випадку ізольованих (реліктових) популяцій.

Припускається, що види з широким діапазоном мають більшу різноманітність генотипів, що дозволяє успішно адаптуватись до зміни умов довкілля. Генетична мінливість та фенотипічна пластичність є основними чинниками для виявлення корисних деревних генотипів для майбутніх програм лісового господарства. Адаптація до підвищення температури деревних порід проявиться у варіації ключових функціональних ознак на морфологічному, фізіологічному та фенологічному рівні.

Функціональні ознаки, що використовуються для відстеження адаптованих генотипів включають ріст, виживання, масу листя, а також вміст азоту, ефективність використання води, вміст хлорофілу, фотосинтетичний потенціал за дефіциту води та зміни структури лісових угруповань. Моделювання майбутнього розподілу лісів свідчить про їхнє розширення на північ і підняття на вищі рівні у гірських системах, а також скорочення у найбільш посушливих середземноморських регіонах Південної Європи. Тим не менш, загальні прогнози можуть значною мірою бути нівельовані іншими несподіваними або невідомими чинниками, такими, як: інвазії паразитів і хвороб (з негативними ефектами) або адаптацією лісотвірних видів (з позитивними ефектами). Природні міграції та заміщення видів можуть протистояти сукупності чинників, спричинених зміною клімату, такими, як: фрагментація лісу та збільшення частоти й інтенсивності лісових пожеж. Вже зараз спостерігаються деякі зміни в темпах росту, підвищенні смертності та структурної зміни лісових угруповань [8, 43].

Проте існують припущення про неоднозначність наслідків потепління для багатьох інвазійних видів – зміна клімату зменшить обсяг відповідного середовища існування для значної частки натуралізованих та інвазійних видів рослин [63]. У багатьох дослідженнях, як в Австралії, так й інших країнах світу, повідомляється про скорочення придатних середовищ існування для інвазійних видів рослин. При моделюванні придатності майбутніх кліматичних умов для інвазій не враховуються нові шляхи і способи занесення, ймовірні нові форми та режими антропогенної трансформації середовищ або плани використання окремих територій у наступні десятиріччя. Цілком ймовірно, що і потепління змінить ці важливі чинники і буде мати істотний вплив на динаміку інвазій [5].

Біологічний контроль інвазійних видів. Основна ознака високоінвазійних видів – широка еколого-ценотична амплітуда, що підтримує інвазійну активність, забезпечує значне поширення та високу чисельність у різних типах оселищ та здатність змінювати склад і структуру угруповань, що, у підсумку, ускладнює розробку ефективних методів біоконтролю.

Класифікація інвазійних видів за ступенем їхнього впливу на середовище загалом, та на окремі популяції природних видів зокрема, є важливим способом поліпшення контролю за інвазіями. На практиці застосовують "класичний біоконтроль", який полягає у застосуванні неаборигенних організмів як агентів контролю інвазійних видів, "створення нових асоціацій" з використанням аборигенних агентів, "біохімічний" – з використанням біологічно активних речовини, які впливають на інвазійні популяції посиленням певних патогенів і фітофагів.

Аналіз недоліків і переваг методів біологічного контролю зазвичай демонструє його економічну обґрунтованість [16]. Щоправда, й досі програми біологічного контролю недостатньо застосовуються і розглядаються зі скептицизмом деякими екологами та природоохоронними організаціями [25, 68].

Класичний біологічний контроль інвазійних рослин з використанням трав'яних тварин або збудників хвороб різною мірою застосовувався протягом останніх 200 років, але був посилений тільки у середині ХХ століття [25]. Численні дослідження, присвячені вивченню екології і біології різноманітних паразитів та патогенів у боротьбі з інвазійними видами, створюють основу програми біологічного контролю.

Екологічні та економічні переваги від контролю популяцій інвазійних видів рослин з використанням біологічних засобів можуть бути кількісно визначені, але оцінки ризиків та переваг біологічного контролю часто ґрунтуються на соціальних чи культурних, а не на наукових критеріях. Програма має внутрішню невизначеність, а внесення паразитів і патогенів в угруповання, які зазнають трансформаційних змін унаслідок інвазій, можуть призвести до непрогнозованих наслідків. Незважаючи на ці невизначеності, біологічний контроль може відіграти істотну роль у стратегіях пом'якшення наслідків інвазій, збереження та підтримки біологічного різноманіття [67].

Висновки

База даних "Інвазійні види" розроблялась як основний компонент регіональної моніторингової мережі контролю за розселенням інвазійних і потенційно інвазійних видів рослин. В її основі – нагромадження, узагальнення та багатофакторний аналіз даних моніторингу та можливість прогнозів подальших інвазій за різними сценаріями змін середовища.

Моніторингова мережа виконує такі основні функції: інформування про проблему, шляхи її вирішення та підтримка діалогу і співпраці. З таких позицій інформаційний ресурс можна розглядати як електронне джерело інформації, орієнтоване на широке коло користувачів, не обмежений специфікою оброблюваних даних.

Отримані результати будуть покладені в основу розроблення нової комплексної технології оцінки ризиків інвазій та найширшого застосування ефективних методів біоконтролю у сільському та лісовому господарствах, охороні здоров'я та збереження біорізноманіття, моніторингу інвазійного процесу, прогнозування екологічних ситуацій, організації заходів за контролем інвазійних видів і, у кінцевому підсумку, для забезпечення екологічної та економічної безпеки. Крім того, інформаційний продукт у вигляді БД забезпечує доступ до мережевого ресурсу і технологій, представляє інтерес для ряду міністерств та відомств, широкого спектра державних та комерційних структур у різних галузях, а також виконує роль соціальної реклами.

1. Кияк В., Кобів Ю., Жилияєв Г., Білонога В., Дмитрах Р., Микітчак Т., Решетило О., Кобів В., Нестерук Ю., Штупун В., Гинда Л. Зміни структури популяцій рідкісних видів високогір'я Карпат і проблеми їх збереження / За ред. В. Кияка. – Львів: Вид-во ННВК "АТБ", 2018. – 280 с.
2. Пригожин И., Стенгерс И. Время, хаос, квант. – Едиториал УРСС, 2003. – 260 с.
3. Философский энциклопедический словарь. – М., 1989. – С. 511.
4. Beest M., Esler K., Richardson D. Linking functional traits to impacts of invasive plant species: a case study // *Plant Ecology*. – 2015. – V. 216. – P. 293-305.
5. Bellard C., Thuiller W., Leroy B., Genovesi P., Bakkenes M., Courchamp F. Will climate change promote future invasions? // *Global Change Biology*. – 2013. – V. 19. – P. 3740-3748.
6. Bijlsma R., Loeschcke, V. Genetic erosion impedes adaptive responses to stressful environments // *Evolutionary Applications*. – 2012. – V. 5. – P.117-129.

7. Blossey B., Notzold R. Evolution of Increased Competitive Ability in Invasive Nonindigenous Plants: A Hypothesis // *Journal of Ecology*. – 1995. –V. 83, N. 5. – P. 887-889.
8. Bussotti F., Pollarini M., Holland V., Bruggeman W. Functional traits and adaptive capacity of European forests to climate change // *Environmental and Experimental Botany*. – 2015. – 111(3). – P. 91-113.
9. Chown St., Hodgins K. A., Griffin P.C., Oakeshott J.G., Byrne M., Hoffmann A.A. Biological invasions, climate change and genomics // *Evolutionary Applications*. – 2015. – V. 8 (1). – P. 23-46. <https://doi.org/10.1111/eva.12234>
10. Chun Y.J., Collyer M.L., Moloney K.A., Nason J.D. Phenotypic plasticity of native vs. invasive purple loosestrife: a two-state multivariate approach // *Ecology*. – 2007 – V. 88 – P. 1499-1512.
11. Colautti R., Barrett Sp. Rapid Adaptation to Climate Facilitates Range Expansion of an Invasive Plant // *Science*. – 2013. – P. 364-366.
12. Colautti, R. & Lau, J.A. Contemporary evolution during invasion: evidence for differentiation, natural selection, and local adaptation // *Molecular Ecology*. – 2015 – V. 24. – P. 1999-2017.
13. D'Antonio, C. & Meyerson, L.A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis // *Restoration Ecology*. – 2002. – V. 10. – P. 703-713.
14. Davidson A.M., Jennions M, Nicotra A.B. Do invasive species show higher phenotypic plasticity than native species and if so, is it adaptive? A meta-analysis // *Ecology Letters*. – 2011. – V. 14. – P. 419-431.
15. Davis M.B., Shaw R.G. Range shifts and adaptive responses to Quaternary climate change // *Science*. – 2011. – V. 292. – P. 673-679.
16. De Clercq P., Mason P.G., Babendreier D. Benefits and risks of exotic biological control agents // *BioControl*. – 2011. – V. 56. – P. 681-698.
17. Dlugosch K.M., Parker I.M. Founding events in species invasions: genetic variation, adaptive evolution, and the role of multiple introductions // *Molecular Ecology*. – 2008. – V. 17. – P. 431-449.
18. Dukes J.S., Mooney H.A. Does global change increase the success of biological invaders? // *Trends Ecology and Evolution* – 1999. – V. 14 – P. 135-139.
19. Ellstrand N.C., Elam, D.R. Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation // *Annual Review of Ecology and Systematics* – 1993. – V. 24. – P. 217-242.
20. Etterson J.R., Shaw R.G. Constraint to adaptive evolution in response to global warming // *Science* – 2001. – V. 294. – P.151-154.
21. Facon B., Genton B.J., Shykoff J., Jarne P., Estoup, A., David P. A general eco-evolutionary framework for understanding bioinvasions // *Trends in Ecology and Evolution*, – 2006. – V. 21. – P. 130-135.
22. Felker-Quinn E., Schweitzer J.A., Bailey J.K. Meta-analysis reveals evolution in invasive plant species but little support for Evolution of Increased Competitive Ability (EICA) // *Ecology and Evolution*. – 2013. – V. 3(3) – P. 739-751.
23. Fernandes P., Antunes C., Correia O., Maguas C. Do climatic and habitat conditions affect the reproductive success of an invasive tree species? An assessment of the phenology of *Acacia longifolia* in Portugal // *Plant Ecology* – 2015. – V. 216. – P. 343-355.
24. Finnegan E.J. Epialleles - a source of random variation in times of stress. // *Current Opinion in Plant Biology*. – 2002. – V. 5. – P. 101-106.
25. Fowler S.V., Paynter Q., Dodd S., Groenteman R. How can ecologists help practitioners minimize non-target effects in weed biocontrol? // *Journal of Applied Ecology*. – 2012. –V. 49 – P. 307-310.

26. Garcia-Ramos G., Rodriguez D. Evolutionary speed of species invasions // *Evolution*. – 2002. – V. 56. – P. 661-668.
27. Ghalambor C.K., McKay K., Carroll S.P., Reznick D.N. Adaptive versus non-adaptive phenotypic plasticity and the potential for contemporary adaptation in new environments // *Functional Ecology* – 2007. – V. 21. – P. 394-407.
28. Godoy O., Saldana A., Fuentes N., Valladares F. & Gianoli E. Forests are not immune to plant invasions: phenotypic plasticity and local adaptation allow *Prunella vulgaris* to colonize a temperate evergreen rainforest // *Biological Invasions*. – 2010. – V. 13. – P. 1615-1625.
29. Grossman, J.D., Rice, K.J. Contemporary evolution of an invasive grass in response to elevated atmospheric CO₂ at a Mojave desert FACE site // *Ecology Letters*. – 2014. – V. 17. – P. 710-716.
30. Gurevitch J., Padilla D.K. Are invasive species a major cause of extinctions? // *Trends Ecology Evolution*. – 2004. – V. 19. – P. 470-474.
31. Hellmann J.J., Byers J.E., Bierwagen B.G. et al. Five potential consequences of climate change for invasive species // *Conservation Biology Journal*. – 2008. – V. 22. – P. 534-543.
32. Hendry A.P., Kinnison M.T. Perspective: the pace of modern life: measuring rates of contemporary microevolution // *Evolution*. – 1999. – V. 53. – P. 1637-1653.
33. Hereford J. A quantitative survey of local adaptation and fitness tradeoffs // *The American Naturalist*. – 2009. – V. 173. – P. 579-588.
34. Hoeksema J.D., Forde, S.E. A meta-analysis of factors affecting local adaptation between interacting species // *The American Naturalist*. – 2008. – V. 171. – P. 275-290.
35. Kilkenny F.F., Galloway, L.F. Adaptive divergence at the margin of an invaded range // *Evolution*. – 2013. – V. 67. – P. 722-731.
36. Lachmuth S., Durka W., Schurr F.M. Differentiation of reproductive and competitive ability in the invaded range of *Senecio inaequidens*: the role of genetic allee effects, adaptive and non adaptive evolution // *The New Phytologist*. – 2011. – V. 192. – P. 529-541.
37. Lambrinos J.G. How interactions between ecology and evolution influence contemporary invasion dynamics // *Ecology*. – 2004. – V. 85. – P. 2061-2070.
38. Lande R. Genetics and demography in biological conservation // *Science*. – 1988. – V. 241. – P. 1455-1460.
39. Lee C.E. Evolutionary genetics of invasive species // *Trends in Ecology & Evolution*. – 2002. – V. 17. – P. 386-391.
40. Leger E.A. & Rice K.J. Assessing the speed and predictability of local adaptation in invasive California poppies (*Eschscholzia californica*) // *Journal of Evolutionary Biology*. – 2007. – V. 20. – P. 1090-1103.
41. Leger E.A., Espeland E.K., Merrill, K.R., Meyer S.E. Genetic variation and local adaptation at a cheatgrass (*Bromus tectorum*) invasion edge in western Nevada // *Molecular Ecology*. – 2009. – V. 18. – P. 4366-4379.
42. Leimu R., Mutikainen P., Koricheva J., Fischer M. How general are positive relationships between plant population size, fitness and genetic variation? // *Journal of Ecology*. – 2006. – V. 94. – P. 942-952.
43. Linder M., Fitzgerald J.B., Zimmermann N.E., Reyer C., Delzon S., Van der Maaten E., Schelhass M.-J., Lasch P., Eggers J., Van der Maaten-Theunissen M., Suckow F., Promas A., Poulter B., Hanewinkel M. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? // *Journal of Environmental Management*. – 2014. – V. 146 (12). – P. 69-83.

44. MacDougall AS, Turkington R. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? // Ecology. – 2005. – V. 86. – P. 42-55.
45. Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale M.W., Evans H., Clout M., Bazzaz F.A. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control// Ecological Applications. – 2000. – V. 10. – P. 689-710.
46. Molina-Montenegro M., Naya D. Latitudinal Patterns in Phenotypic Plasticity and Fitness-Related Traits: Assessing the Climatic Variability Hypothesis (CVH) with an Invasive Plant Species // Plos. – 2012. (<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047620>)
47. Nicotra A.B, Atkin O.K., Bonser S.P., Davidson A.M., Finnegan E.J., Mathesius U., Poot P., Purugganan M.D., Richards C.L., Valladares F., van Kleunen M. Plant phenotypic plasticity in a changing climate // Trends in Plant Science. – 2010. – V. 12. – P. 684-692. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2010.09.008>
48. Oduor A., Leimu R., van Kleunen M. Invasive plant species are locally adapted just as frequently and at least as strongly as native plant species // Journal of Ecology. – 2016. – V. 104, № 4. – P. 957-968.
49. Parker I.M. Pollinator limitation of *Cytisus scoparius* (Scotch broom), an invasive exotic shrub // Ecology. – 1997. – V. 78 (5). – P. 1457-1470.
50. Parker I.M., Rodriguez J. & Loik M.E. An evolutionary approach to understanding the biology of invasions: local adaptation and general-purpose genotypes in the weed *Verbascum thapsus* // Conservation Biology. – 2003. – V. 17. – P. 59-72.
51. Parmesan C., Yohe, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems // Nature. – 2003. – V. 421. – P. 37-42.
52. Pearson R., Dawson T. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? // Global Ecology and Biogeography. – 2003. – V. 12 (5). – P. 361-371.
53. Pitelka L.F., Gardner R.H., Ash J., Berry S., Gitay H., Noble I.R., Saunders A., Bradshaw R.H.W., Brubaker L., Clark J.S., Davis M.B., Sugita S., Dyer J.M., Hengeveld R., Hope G., Huntley B., King G.A., Lavorel S., Mack R.N., Malanson G.P., Mcglone M., Prentice I.C., Rejmanek M. Plant migration and climate change // American Scientist. – 1997. – V. 85 (5). – P. 464-473.
54. Pyšek P., Jarosík V. Residence time determines the distribution of alien plants // Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects (ed. Inderjit). – 2005. – P. 77-96.
55. Pyšek P., Jarošík V., Hulme P.E. et al. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe // PNAS (Proc Natl Acad Sci USA). – 2010. V.107 (27). – P. 12157-12162 <https://doi.org/10.1073/pnas.1002314107> (Petr Pyšek, Vojtěch Jarošík, Philip E. Hulme, Ingolf Kühn, Jan Wild, Margarita Arianoutsou, Sven Bacher, Francois Chiron, Viktoras Didžiulis, Franz Essl, Piero Genovesi, Francesca Gherardi, Martin Hejda, Salit Kark, Philip W. Lambdon, Marie-Laure Desprez-Loustau, Wolfgang Nentwig, Jan Pergl, Katja Paboljšaj, Wolfgang Rabitsch, Alain Roques, David B.Roy, Susan Shirley, Wojciech Solarz, Montserrat Vilà, and Marten Winter)
56. Ramula S., Knight T.M., Burns J.H. & Buckley Y.M. General guidelines for invasive plant management based on comparative demography of invasive and native plant populations // Journal of Applied Ecology. – 2008. – V. 45. – P. 1124-1133.
57. Reusch T.B.H., Wood T.E. Molecular ecology of global change // Molecular Ecology. – 2007. – V. 16 – P. 3973-3992.

58. Reznick D.N. & Ghalambor C.K. The population ecology of contemporary adaptations: what empirical studies reveal about the conditions that promote adaptive evolution // *Genetica*. – 2001. – V. 112-113. – P. 183-198.
59. Richards C.L., Bossdorf O., Pigliucci M. What role does heritable epigenetic variation play in phenotypic evolution? // *Bioscience*. – 2010. – V. 60. – P. 232-237.
60. Richards C.L., Bossdorf O., Muth N.Z., Gurevitch J., Pigliucci M. Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions // *Ecology Letters*. – 2006. – V. 9. – P. 981-993.
61. Richardson D.M., Pyšek P. Naturalization of introduced plants: ecological drivers of biogeographical patterns // *New Phytologist*. – 2012. – V. 196. – P. 383-396.
62. Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions // *Diversity and Distributions*. – 2000. – V. 6. – P. 93-107.
63. Roger E., Duursma D.E., Downey P.O., Gallagher R.V., Hughes L., Steel J., Johnson S.B., Leishman M.R. A tool to assess potential for alien plant establishment and expansion under climate change // *Journal of Environmental Management*. – 2015. – V. 159. – P. 121-127. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.039>
64. Ross C.A., Faust D. & Auge H. Mahonia invasions in different habitats: local adaptation or general-purpose genotypes? // *Biological Invasions*. – 2008. – V. 11. – P. 441-452.
65. Sardans J., Bartronsa M., Margalefa O., Gargallo-Garriga A., Janssens I.A., Ciais P., Michael Obersteiner M., Sigurdsson B.D., Chen H., Penuelasa J. Plant invasion is associated with higher plant-soil nutrient concentrations in nutrient-poor environments // *Global Change Biology*. – 2017. – V. 23 (3). – P. 1282-1291. <https://doi.org/10.1111/gcb.13384>
66. Sax D.F., Brown J.H. The paradox of invasion // *Global Ecology & Biogeography Letters*. – 2000. – V. 9 (5) – P. 363-371.
67. Seasted T. Biological control of invasive plant species: a reassessment for the Anthropocene // *New Phytologist*. – 2015. – V. 205. – P. 490-502.
68. Simberloff D. Risks of biological control for conservation purposes // *BioControl*. – 2012. – V. 57. – P. 263-276.
69. Simberloff D., Souza L., Nunez M.A., Barrios-Garcia N., Bunn W. The natives are restless, but not often and mostly when disturbed // *Ecology*. – 2012. – V. 93. – P. 598-607.
70. Stockwell, C.A., Hendry, A.P. & Kinnison, M.T. Contemporary evolution meets conservation biology // *Trends in Ecology & Evolution*. – 2003. – V. 18. – P. 94-101.
71. Stotz G., Gianoli E., Patchell M., Cahil J. Differential responses of native and exotic plant species to an invasive grass are driven by variation in biotic and abiotic factors // *Journal of Vegetation Science*. – 2017. – V. 28. (2) – P. 325-336. <https://doi.org/10.1111/jvs.12499>
72. Thomas C.D., Bodsworth E.J., Wilson R.J., Simmons A.D., Davies Z.G., Musche M., Conradt L. Ecological and evolutionary processes at expanding range margins // *Nature*. – 2001. – V. 411. – P. 577-581.
73. van Kleunen M., Dawson W., Schlaepfer D., Jeschke J.M., Fischer, M. Are invaders different? A conceptual framework of comparative approaches for assessing determinants of invasiveness // *Ecology Letters*. – 2010. – V. 13. – P. 947-958.
74. Vicente J., Randin C.F., Goncalves J., Metzger M.J., Lomba A., Honrado J., Guisan A. Where will conflicts between alien and rare species occur after climate and land-use change? A test with a novel combined modelling approach // *Biological Invasions*. – 2011. – V. 13 – P. 1209-1227.

75. Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L., Westbrooks R. Biological invasions as global environmental change // *American Scientist*. – 1996. – V. 84 – P. 468-478.
76. Willi Y., van Buskirk J., Hoffmann A. Limits to the adaptive potential of small populations // *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. – 2006. – V. 37. – P. 433-458.
77. Williams D.G., Mack R.N., Black R.A. Ecophysiology of introduced *Pennisetum setaceum* on Hawaii: the role of phenotypic plasticity // *Ecology* – 1995. – V. 76. – P. 1569-1580.
78. Winkler D.E. Effects of climate change on protected and invasive plant species – DISSERTATION. UNIVERSITY OF CALIFORNIA, IRVINE. 2017. – 179 p.
79. Woodward F.I. The impact of low temperatures in controlling the geographical distribution of plants // *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. – 1990. – V. 326. – P. 585-593.

Державний природознавчий музей НАН України, м. Львів
e-mail: akm@museum.lviv.net

Malynovskyi A.

Problem-analytical database of "Invasive species": structure, functions and perspectives of application

Alongside global climatic and anthropogenic changes of the second half of the XX century, problems of expanding habitats and the negative impact of invasive species on natural ecosystems have become more acute. Biological invasions are caused by a number of natural and anthropogenic factors: invasions associated with outbreaks of the population and the expansion of the habitat; introduction for practical purposes and cultivation in botanical gardens, nurseries; accidental spreading by transport network, by import of agricultural products, etc. Strategies for mitigating the effects of invasive species on the environment consist of objective assessments and reliable forecasts based on various potential scenarios of climate change and extent of environmental degradation.

The database "Invasive species" was developed as the main component of the regional monitoring network of the resettlement control of invasive and potentially invasive plant species. It is based on the accumulation, generalization and multivariate analysis data analysis and the possibility of predicting further invasions under different scenarios of environmental changes.

The obtained results will be the basis for the development of a new integrated technology for risks assessment of invasion and the widest usage of effective methods of biocontrol in agriculture and forestry, health care and biodiversity conservation, monitoring of the invasive process, forecasting environmental situations, organizing measures to control invasive species and, ultimately, to ensure environmental and economic security. Information product in the form of a database provides access to the network resource and technologies is a subject of interest to a number of ministries and departments, a wide range of state and commercial structures working in various fields, and also serve as a social advertisement for improving environmental education.

Key words: *invasive species, database, ecological niche, adaptive potential, anthropogenic and climatic changes.*